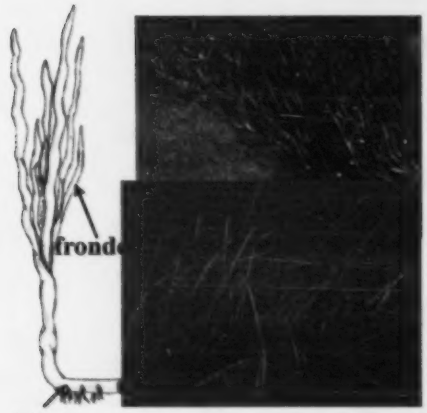
DÉFINITIONS DE DÉTÉRIORATION, DESTRUCTION OU PERTURBATION (DDP) DE L'HABITAT DE LA ZOSTÈRE (*ZOSTERA MARINA*)



Dessin par Stephanie Cooper; Photos : Allison Schmidt, Jeff Barrell

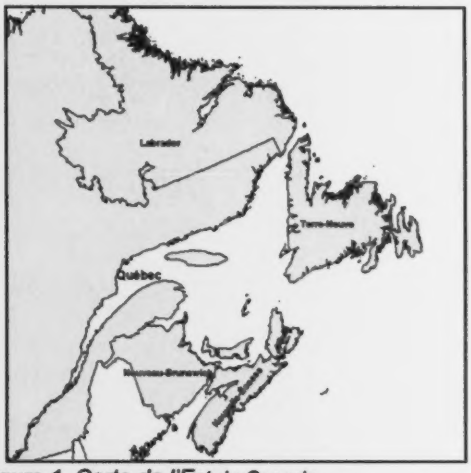


Figure 1. Carte de l'Est du Canada.

Contexte :

Les herbiers de zostère sont considérés comme étant un habitat du poisson et sont donc protégés contre la détérioration, la destruction ou la perturbation (DDP) à moins que cela ne soit autorisé en vertu de l'article 35 de la Loi sur les pêches. Dans l'Est du Canada, la sédimentation, la turbidité/la mise à l'ombre, les éléments nutritifs, le régime des courants et les dommages ou l'élimination physiques constituent les incidences environnementales les plus préoccupantes en ce qui concerne cette plante marine et sa fonction comme habitat du poisson. Il a déjà été établi que, dans cette région, les caractéristiques de la zostère correspondent aux critères d'espèce d'importance écologique parce que si elle était gravement perturbée, les conséquences écologiques seraient beaucoup plus graves que si une perturbation équivalente affectait la plupart des autres espèces de cette communauté (MPO, 2009).

Transports Canada (2007) a préparé un Rapport d'examen préalable substitut (REPS) pour l'ostréiculture dans la colonne d'eau au Nouveau-Brunswick, dans lequel sont énumérées des mesures d'atténuation qui, si elles sont appliquées, élimineraient tout effet résiduel important des activités sur le fonctionnement de la zostère comme habitat du poisson. Les trois effets environnementaux résiduels qui devaient être atténués étaient l'élimination physique de la plante, les dommages causés à la plante par les ouvrages et les activités d'aquaculture, et la mise à l'ombre de la plante par les ouvrages d'aquaculture. Le REPS devrait être mis à jour en 2012.

La Division de la gestion des océans et de l'habitat dans la région du Golfe du MPO a demandé un avis à savoir ce qui constitue une DDP de l'habitat de la zostère. La réunion d'examen scientifique par les pairs a eu lieu les 17 et 18 mars 2011 à Moncton (N.-B.). Y ont participé des représentants de Océans et Sciences du MPO (régions du Golfe, des Maritimes, du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador), de Gestion de l'habitat du MPO (régions du Golfe, des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador), de Gestion des ressources du MPO (Aquaculture, région du Golfe), d'Environnement Canada, de Parcs

Canada, de la province du Nouveau-Brunswick, ainsi que des chercheurs universitaires de l'Est du Canada et des États-Unis.

SOMMAIRE

- De par leur forme verticale et leur couverture spatiale, les herbiers de zostère (*Zostera marina*) constituent un important habitat littoral pour les poissons (juvéniles et adultes) et les invertébrés.

- À mesure que le stress exercé sur un herbier de zostère augmente, celui-ci peut réagir par réduction de la densité des plants, par développement d'une répartition en touffes et/ou par réduction de la superficie de l'herbier.

- Les effets de cinq stresseurs sur le rôle fonctionnel de la zostère comme habitat du poisson ont été considérés : la sédimentation, la turbidité, les éléments nutritifs, le régime des courants et les dommages physiques ou l'arrachage.

- Des seuils pour les stresseurs qui modifient le rôle fonctionnel de la zostère comme habitat du poisson, allant d'aucun effet à un cas de DDP de l'habitat, sont proposés. Ils reposent en grande partie sur les résultats d'études scientifiques, mais incluent aussi une importante composante reposant sur l'opinion d'experts.

- Très peu d'études portant sur la mesure des caractéristiques des herbiers de zostère comme habitat du poisson et la variation de celles-ci selon la forme et la structure des herbiers (répartition en touffes, densité des pousses, superficie d'un herbier continu) ont été menées. Les caractéristiques du paysage, y compris la connectivité et la continuité de l'habitat à l'échelle des baies, constituent un niveau de considération additionnel et plus élevé.

- Il est difficile, en raison des lacunes dans les connaissances et des incertitudes, d'assigner aux catégories de DDP de l'habitat des valeurs de seuil pour les stresseurs. Seul le seuil pour la destruction de l'habitat peut être bien défini.

- Les stresseurs peuvent se produire simultanément, et il est probable que les seuils pour chaque stresseur seraient moins élevés lorsqu'ils se produisent en même temps.

INTRODUCTION

La zostère (*Zostera marina* L.) est une plante aquatique vivace, commune et très productive, formant de vastes herbiers en zones intertidale et subtidale dans les estuaires et le long des côtes. Les caractéristiques de la zostère dans l'Est du Canada satisfont aux critères d'espèce d'importance écologique. À ce titre, si elle était gravement perturbée, les conséquences écologiques seraient beaucoup plus grandes que si une perturbation équivalente affectait la plupart des autres espèces connexes à cette communauté (MPO, 2009). La zostère, qui forme des herbiers, est également considérée comme un habitat du poisson. À ce titre, elle est donc protégée contre la détérioration, la destruction ou la perturbation (DDP) à moins que cela ne soit autorisé en vertu de l'article 35 ou de l'article 44 de la *Loi sur les pêches*. La structure d'habitat qu'elle forme fournit également une protection contre les prédateurs, réduit les régimes de courant locaux et améliore la productivité secondaire en accroissant la complexité de l'habitat et la surface de celui-ci.

Les désignations de DDP de l'habitat font référence à la valeur de l'habitat des herbiers de zostère pour les poissons et les invertébrés, et non à la « santé » intrinsèque ou à la viabilité d'un pré de zostère. Lorsqu'un stresseur endommage de plus en plus un pré de zostère, la conséquence pour sa valeur comme habitat passera de la perturbation à la détérioration à la destruction.

Le terme « poisson », tel qu'utilisé dans le présent document, est défini dans la *Loi sur les pêches*. Il englobe une vaste gamme d'organismes, notamment « les poissons proprement dits et leurs parties, les mollusques, les crustacés et les animaux marins ainsi que leurs parties, et, selon le cas, les œufs, le sperme, la laitance, le frai, les larves, le naissain et les petits de ces animaux » (art. 2, *Loi sur les pêches*). Dans la *Loi sur les pêches*, « habitat du poisson » est défini comme « frayères, aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation et routes migratoires dont dépend, directement ou indirectement, la survie des poissons » (par. 34(1), *Loi sur les pêches*).

La détérioration, la destruction ou la perturbation (DDP) de l'habitat est défini dans la Politique de gestion de l'habitat du poisson du MPO selon un ordre de gravité croissant, comme suit (MPO, 2006) :

- Perturbation - tout changement temporaire dans l'habitat du poisson qui réduit sa capacité à soutenir un ou plusieurs processus vitaux du poisson.
- Détérioration - tout changement dans l'habitat du poisson qui diminue à jamais sa capacité à soutenir un ou plusieurs processus vitaux du poisson, mais qui n'élimine pas complètement l'habitat.
- Destruction - toute modification permanente de l'habitat du poisson qui le rend totalement impropre à la production future de poissons, sans égard aux moyens employés pour causer la modification (p. ex., par enlèvement, remplissage, blocage, etc.).

Pour aider à faire une évaluation du risque que posent les effets de projets sur le poisson et son habitat, la Division de la gestion de l'habitat dans la région du Golfe du MPO a demandé un avis à savoir ce qui constitue une DDP de l'habitat de la zostère, c.-à-d. à quel point la fonction de la zostère comme habitat du poisson est compromise. La Division recherche plus précisément une réponse aux questions suivantes :

1) Comment déterminer l'échelle (de risque nul à risque élevé) des effets environnementaux de la sédimentation, de la turbidité ou pénétration de la lumière, des éléments nutritifs, du régime des courants et de l'élimination physique sur la zostère?
2) Dans quelle mesure la fonction d'habitat du poisson assurée par la zostère est-elle vulnérable aux effets environnementaux?

ANALYSE

La zostère comme habitat du poisson

La zostère (*Zostera marina*) compte parmi les espèces de la grande famille des graminées marines qui se retrouvent partout dans le monde. Lorsque possible, nous avons pris les études sur la zostère en compte dans la présente évaluation, mais nous incluons aussi des études générales sur les communautés d'organismes aquatiques occupant les herbiers de zostère car elles décrivent les caractéristiques générales de leur fonction comme habitat du poisson et leurs réactions aux agresseurs environnementaux.

Par leur forme verticale, les herbiers de zostère accroissent la complexité structurale du paysage sous-marin du littoral et sont généralement reconnus comme un important habitat

littoral pour les poissons (juvéniles et adultes) et les invertébrés (Vandermeulen, 2005; MPO, 2009). Les herbiers offrent un abri des prédateurs, accroissent la disponibilité des ressources alimentaires, ralentissent les courants locaux (ce qui permet aux organismes de s'établir) et améliorent la productivité secondaire en accroissant la complexité de l'habitat et la superficie de celui-ci. La zostère modifie physiquement son milieu de vie par le biais des processus suivants : production d'oxygène, absorption d'éléments nutritifs, réduction de la quantité de sédiments en suspension, stabilisation des sédiments, protection des rivages contre l'érosion, filtration des contaminants, entreposage de matières organiques et production d'oxygène dissous (MPO, 2009; Vandermeulen, 2009). Aucun des autres habitats de structuration (bancs d'huîtres, macroalgues ou récifs de galets par exemple) fournissent ces fonctions dans la mesure que les herbiers de zostère le font. Un examen précédent a permis d'établir que la zostère répond aux critères d'espèce d'importance écologique (EIE) dans le Canada atlantique (MPO, 2009).

Dans un modèle simplifié, les herbiers de zostère peuvent réagir au stress de trois manières : un changement dans la répartition en touffes, une réduction de la densité des feuilles par tige (densité des pousses) ou une réduction de la superficie couverte, ou encore une combinaison de ces réactions (figure 2). La valeur de la zostère comme habitat du poisson varierait en conséquence.

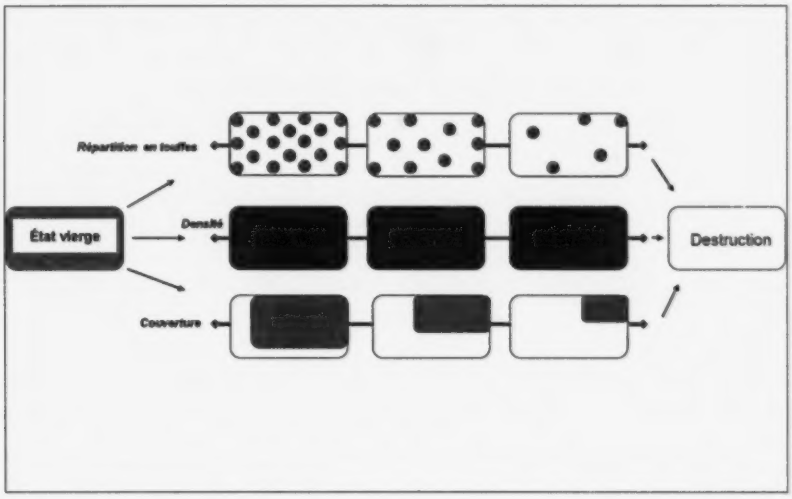


Figure 2. Modèle simplifié des changements dans la forme des herbiers de zostère en réponse aux stresseurs. À mesure que l'intensité d'un stresseur augmente, l'herbier de zostère peut être altéré, de son état vierge (extrême gauche), soit un herbier continu de haute densité occupant toute la zone disponible, à sa destruction complète (extrême droite). Si l'intensité du stresseur diminue, les séquences des effets peuvent être renversées, tel qu'indiqué par les flèches le long de chaque séquence.

Répartition en touffes

Un herbier de zostère continu est considéré comme ayant une étendue aréale de centaines à des milliers de mètres carrés alors que la répartition en touffes est considérée sur une échelle spatiale de dizaines de mètres carrés. La répartition en touffes dans les herbiers de zostère est généralement définie comme une surface différant du milieu environnant de par les caractéristiques de sa taille, de sa forme, de l'habitat, d'hétérogénéité et/ou de ses limites (Eggleston *et al.*, 1998). Les recherches sur la répartition en touffes dans les herbiers de zostère portent principalement sur la taille des touffes et les effets de bordure. La fragmentation de l'habitat s'entend de sa perte simultanée et de la modification de sa configuration résultant

de la division d'herbiers et de touffes continus en unités plus petites et plus nombreuses, avec une bordure proportionnellement plus longue vers l'intérieur. Le paysage de zostère résultant en est un où la taille moyenne des touffes d'habitat est faible et l'isolation moyenne des touffes est élevée. Certains ont suggéré que la perte d'environ 50 % de la couverture de zostère correspond à une transition dans la fonction et l'intégrité de la structure de l'habitat, d'un herbier continu à des touffes distinctes (Fonseca et Bell, 1998).

Les effets de la fragmentation (diminution de la taille des touffes) sur les assemblages fauniques dépendent des réactions des organismes aux conditions de la bordure par opposition à l'intérieur, et de leurs préférences pour la bordure par opposition à l'intérieur. La mobilité des organismes, leur taille et leur niveau trophique peuvent chacun influer sur leurs réactions à la complexité de structure et les effets de bordure. Par exemple, la complexité de structure (représentée par la densité des pousses) augmente généralement de la bordure des touffes vers l'intérieur. Quelques études font état d'une plus faible diversité des espèces de poissons sur les bordures en comparaison de la partie centrale des grands herbiers, mais d'une diversité des espèces constante dans toutes les parties des petits herbiers, où la diversité était semblable à celle de la partie centrale des grands herbiers. Ces résultats font contraste à d'autres études indiquant un effet de bordure positif (diversité et abondance accrues des espèces en bordure d'une touffe). Pour les espèces vagiles qui recherchent leur nourriture sur de grandes étendues, la fragmentation peut en fait mener à une augmentation du nombre d'individus trouvés en bordure. Des niveaux élevés de fragmentation peuvent correspondre à des seuils sous lesquels l'abondance, la diversité et la survie de la faune sont réduits (Reed et Hovel, 2006). Une expérience d'arrachage de pousses/de fragmentation de l'habitat menée dans des parcelles expérimentales de zostère de 16 m^2 a produit des déclins abrupts de la diversité et de l'abondance des espèces de poissons et de décapodes, ainsi que des changements dans la composition des communautés lorsque 90 % des pousses étaient enlevées, mais non lorsque 50 % l'étaient (Reed et Hovel, 2006). Dans le même ordre d'idées, il a été démontré que la perte de 50 à 80 % d'un d'habitat résultait en des changements spectaculaires dans sa fonction et la longévité des populations d'une vaste gamme de taxons terrestres.

Superficie/taille d'un herbier de zostère

La taille d'un herbier de zostère peut être importante. La diversité et l'abondance de l'endofaune sont plus élevées dans un herbier de 1 000 m^2 qu'elle ne le sont dans des touffes de 1 à 200 m^2 (Mills et Berkenbusch, 2009).

L'impact de la taille d'un herbier de zostère ou de la disparition d'herbiers est réduit lorsque l'habitat qui remplace la zostère est de qualité équivalente. D'après leur revue de plus de 200 rapports d'examen du rôle de nourricerie que jouent les herbiers de zostère pour les espèces de poissons, de mollusques et de crustacés d'importance commerciale, Heck *et al.* (2003) ont établi que les résultats de ces études correspondaient aux attentes à l'effet que l'abondance, la croissance et la survie de ces organismes étaient plus élevées dans les habitats de zostère que dans les habitats non structurés, mais qu'il y avait toutefois peu de différences importantes lorsqu'ils étaient comparés à d'autres habitats structurels, comme des bancs d'huîtres, des récifs de galets ou des lits de macroalgues. C'est-à-dire que la structure de l'habitat en soi, et non pas forcément le type de structure, était importante comme habitat de nourricerie. Dans des études impliquant la réduction d'herbiers de zostère au fil du temps, aucune réduction significative des prises d'espèces d'importance commerciale n'a été observée, mais l'abondance des juvéniles de ces espèces avait diminué.
Il n'existe pas, dans le Canada atlantique, un habitat de structuration de remplacement ayant la même fonction que la zostère, qui peut pousser sur les fonds mous des zones intertidale et

subtidale dans l'intervalle de salinité occupé par la zostère, et en l'absence de zostère, ces zones seraient constituées de platins de sable ou de vasières (MPO, 2009). Lorsque la transition de substrat végétalisé à substrat dénudé se produit, la structure, l'abondance, la diversité et la distribution des âges de la communauté faunique changent. Les études montrent invariablement une plus grande abondance de poissons et d'invertébrés dans les herbiers de zostère par rapport aux habitats non végétalisés et non structurés.

Densité

Lorsque la densité des pousses augmente ou diminue, il peut se produire des changements dans la communauté benthique et il est inévitable qu'il se produira des changements dans les interactions trophiques au sein de la communauté de zostère. En général, la littérature scientifique indique que même à de faibles niveaux de densité, les herbiers de zostère peuvent offrir des avantages comme habitat du poisson.

La densité des pousses peut avoir un effet indirect sur les taux de prédation dans les communautés de zostère, et il existe une relation non linéaire entre les taux de prédation et la densité des pousses. Des densités élevées (biomasse élevée) de pousses peuvent affaiblir le succès des prédateurs qui poursuivent leurs proies et les attaquent. Les prédateurs qui embusquent leurs proies peuvent avoir beaucoup de succès dans les herbiers de zostère denses et, à mesure que la densité des pousses diminue, leur niveau de succès diminue. Bien qu'il soit difficile d'établir des seuils précis d'efficacité réduite des prédateurs, les éléments de preuve indiquent que même des pousses clairsemées peuvent servir d'abri des prédateurs.

Hughes *et al.* (2002) ont constaté que l'abondance, la biomasse, la diversité des espèces, la dominance et la complexité du cycle de vie des poissons diminuaient de façon significative le long d'un gradient de complexité décroissante de l'habitat de zostère (une combinaison de densité de la zostère et de la hauteur du couvert; complexité nulle = absence de zostère; complexité faible < 100 pousses/m^2 ou 100 g de poids humide/m^2; complexité élevée ≥ faibles valeurs de complexité). La même tendance s'est produite chez les espèces résidentes et les espèces en nourricerie. Le niveau de résolution de la comparaison ne permettait pas l'identification d'un seuil. Les assemblages de poissons dans les herbiers ayant connu une perte de complexité d'habitat ne s'étaient pas rétablis après trois à cinq ans.

Une étude menée à Terre-Neuve portant sur l'utilisation des herbiers de zostère par les juvéniles de la morue franche (*Gadus morhua)* a révélé qu'ils occupent presque exclusivement les herbiers de zostère. Elle donne à penser qu'un niveau seuil de densité de la zostère dans un intervalle de 720 à 1 000 pousses/m^2 assure une réduction importante du risque de prédation sur les individus d'âge 0+ (Gotceitas *et al.,* 1997).

Effets de stresseurs environnementaux sur les herbiers de zostère

Le modèle conceptuel illustré à la figure 2 offre un moyen de décrire les réactions des herbiers de zostère au stress. À mesure que le niveau de stress augmente, un pré de zostère peut réagir en devenant morcelé, moins dense (en terme de la densité des pousses/des feuilles ou du nombre de feuilles par unité de surface) ou en occupant une moins grande partie de la surface disponible. Si le stress est incessant et intense, les herbiers peuvent être détruits le long de ces séquences des effets. Si le stress diminue, les herbiers de zostère peuvent pleinement se reconstituer jusqu'à leur état vierge ou presque en inversant leur position le long de la voie de cheminement. La zostère peut réagir au stress d'autres manières, comme par une réduction du taux de croissance des feuilles individuelles ou du taux de photosynthèse.

Cependant, le présent avis porte uniquement sur les réactions, à l'échelle de l'habitat (herbier), de la zostère aux stresseurs plutôt que sur les réactions à l'échelle des feuilles individuelles.

Nous considérons les cinq stresseurs suivants :

1. La sédimentation : indépendamment de la source, le dépôt de quantités excessives de sédiments et l'érosion peuvent endommager les herbiers de zostère.
2. La turbidité : inclut la pénétration de la lumière ou la limpidité de l'eau. La zostère est une plante photosynthétique qui a besoin d'un niveau minimum élevé de lumière pour survivre. La profondeur d'eau maximum colonisée par la zostère est déterminée par la quantité de lumière qui atteint le fond. L'accroissement de la turbidité résultant de l'apport ou de la remise en suspension de sédiments réduit la limpidité de l'eau, tout comme l'apport d'éléments nutritifs, qui favorise la croissance du phytoplancton, ce qui réduit aussi la limpidité de l'eau et, en bout de ligne, la quantité de lumière qui atteint les plants.
3. Les éléments nutritifs : la zostère est intolérante aux conditions anoxiques et eutrophes. Le recouvrement des plants par des épiphytes et des macroalgues nuisibles en réponse à des quantités excessives d'éléments nutritifs, ainsi que l'opacité résultante de l'eau, constituent les principaux problèmes.
4. Le régime des courants : inclut la vitesse et la direction des courants. La zostère pousse mieux aux endroits où la vitesse des courants est modérée. Les courants forts perturbent la zostère, et il est peu probable qu'elle formera des herbiers continus aux endroits où le courant est fort.
5. Les dommages physiques ou l'arrachage attribuables à diverses sources, y compris le dragage, l'affouillage attribuable au mouillage de bateaux, les quais, les jetées, les dommages causés par les hélices de bateau et les méthodes de pêche (pêche à la drague, par creusage, aux casiers).

Chacun de ces stresseurs aura un effet sur les herbiers de zostère dépendant de son intensité, de sa durée, de son ampleur et de sa fréquence. Les résultats d'études scientifiques où l'intensité d'un stresseur a été établie et sa durée était d'au moins plusieurs semaines sont inclus dans le présent avis. L'ampleur et la fréquence des stresseurs étaient en général rarement indiquées ou étudiées.

Sédimentation

Si la zostère est ensevelie par un événement de sédimentation rapide, elle ne survit pas particulièrement bien au recouvrement. À une épaisseur de recouvrement d'aussi peu que 25 % de la hauteur moyenne des plants (et d'aussi peu que 4 cm), la probabilité de mortalité peut dépasser 50 %. Cette probabilité augmente rapidement; lorsque l'épaisseur de recouvrement se situe à 50 % de la hauteur des plants (8 cm), la mortalité se produit en moins d'un mois. La mortalité complète se produit à une épaisseur de recouvrement de 75 % de la hauteur des plants (Mills et Fonseca, 2003).

Turbidité

La zostère requiert des niveaux d'éclairement assez élevés pour survivre, et les espèces du genre *Zostera* ne tolèrent pas de faibles niveaux d'éclairement pendant de longues périodes en comparaison d'autres graminées marines. Les plants peuvent survivre un mois ou moins seulement à de faibles niveaux d'éclairement.

La turbidité de l'eau constitue l'un des principaux facteurs causant la mort de la zostère. À mesure que le stress imputable à la turbidité augmente, les plants réduiront leur réserve de carbone, ce qui entraînera une diminution de la biomasse, de la croissance, de la densité des pousses et de la superficie de couverture et, finalement, la destruction.

La turbidité élevée chronique au printemps a été citée comme étant le facteur primaire prévenant la repousse d'herbiers de zostère en bonne santé dans une partie de la baie Chesapeake (Moore *et al.*, 1996). Le total des solides en suspension dans la colonne d'eau au printemps se situait souvent bien au-dessus de 20 mg L^{-1} au site amont en pire état, ce qui a mené à une grave atténuation de la lumière. Les plants de zostère peuvent subsister à des niveaux d'irradiance en surface (IS) de 58 % et plus, mais un niveau d'IS de 34 % limite leur croissance, alors qu'une forte mortalité (81 %) a été observée à un niveau de 11 % (Ochieng *et al.*, 2010). Un niveau d'éclairement en surface de 10 à 20 % est considéré comme étant le niveau minimum pour la survie de la zostère (Short *et al.*, 1995).

Il n'est pas nécessaire que la colonne d'eau elle-même soit « turbide » pour ombrager les macrophytes marines. La surface des plants de zostère peut être directement ombragée par une couche d'épiphytes, des quantités excessives de substances particulaires se déposant sur les feuilles ou par la prolifération d'algues nuisibles (macroalgues), qui réduisent la quantité de lumière atteignant les plants et peuvent étouffer la zostère.

Les plants de zostère ombragés poussant sur des sédiments à fortes teneurs en matières organiques peuvent être incapables de réoxyder les sulfures des sédiments, ce qui résulte en de l'eau interstitielle anoxique chargée de sulfures; ces conditions peuvent réduire davantage la croissance et la survie des plants.

Éléments nutritifs

Short et Wyllie-Echeverria (1996) ont formulé la conclusion que les apports d'éléments nutritifs d'origine anthropique dans les zones côtières constituent la cause primaire du déclin actuel des graminées marines à l'échelle du monde. Des teneurs élevées en éléments nutritifs peuvent avoir des effets physiologiques directs sur les plantes marines (p. ex. des teneurs élevées de résidus dans les tissus, une croissance accrue et le développement de tissus reproductifs, mais, à de très fortes teneurs, une toxicité pour les plantes). La zostère est très efficace pour ce qui est d'absorber l'azote des sédiments et de la colonne d'eau et de l'utiliser pour la croissance des pousses. Par contre, les milieux oligotrophes, pauvres en substances nutritives, peuvent imposer une limite naturelle à la croissance de *Zostera*.

La zostère peut être soumise à une toxicité directe même à de « faibles » taux de charge en nitrate de 3,5 µM NO_3 -N d^{-1}, alors que des teneurs en nitrate élevées dans les eaux littorales dues à l'eutrophisation (environ 5 à 10 µM NO_3 -N d^{-1}) auront une effet néfaste direct sur *Zostera marina*.

Les teneurs élevées en éléments nutritifs ont plusieurs effets indirects sur la zostère. L'eutrophisation des eaux côtières peut stimuler la croissance du phytoplancton, ce qui peut mener à une augmentation ultérieure de la turbidité de la colonne d'eau qui, en retour, peut avoir une incidence nuisible sur la croissance de la zostère et des macrophytes (voir la section Turbidité ci-dessus). Dans des conditions normales, les brouteurs raclent les algues épiphytes des feuilles de zostère, mais dans des conditions eutrophes, la croissance saisonnière des épiphytes et des macroalgues peut dépasser le broutage, ce qui résulte en des effets néfastes sur *Zostera*. L'effet inhibiteur des épiphytes est attribuable à l'ombrage, ainsi qu'à l'interférence avec l'absorption des éléments nutritifs et du gaz carbonique.

Les rhizomes de zostère sont efficaces pour ce qui est d'absorber les éléments nutritifs présents dans les sédiments. Si *Zostera* dépérit dans une région à cause de l'eutrophisation de la colonne d'eau, il est probable que les teneurs en éléments nutritifs dans les sédiments augmenteront. L'eutrophisation peut engendrer plusieurs changements : des concentrations élevées de dioxyde de carbone dans les sédiments, des concentrations en oxygène réduites jusqu'au point de l'anoxie, des concentrations élevées de sulfure d'hydrogène, un potentiel d'oxydo-réduction négatif, ainsi que la mobilisation de métaux et d'éléments nutritifs. Ces changements peuvent résulter en des effets négatifs sur les plantes marines à racines, comme la zostère. Le sulfure d'hydrogène présent dans l'eau interstitielle des sédiments protège les rhizomes de zostère contre les dommages par le biais de l'apport d'oxygène, par des canaux vides appelés lacunes, depuis les feuilles jusqu'aux rhizomes. À des teneurs en oxygène dans la colonne d'eau inférieures à 20 % de la saturation de l'air, le système de lacunes ne peut pas fournit une quantité suffisante d'oxygène pour la ré-oxydation du sulfure, et la concentration de sulfure d'hydrogène dans les tissus des rhizomes augmente rapidement.

Les effets d'eutrophisation qu'ont des concentrations élevées de sulfure dans les sédiments et la disponibilité réduite de lumière sont additifs pour ce qui est de leur effet inhibiteur sur la zostère. Il a été établi que la combinaison d'une concentration élevée de sulfure dans les sédiments (800 à 1 000 µM) et d'un faible éclairement (15 % de l'irradiation solaire) entraîne une réduction des taux de photosynthèse jusqu'à environ un dixième du taux observé dans des conditions d'éclairement élevé (50 % de l'irradiation solaire) et d'une faible concentration de sulfure (< 400 µM). Des concentrations élevées de sulfure dans les sédiments peuvent entraîner une réduction des taux de photosynthèse à n'importe quel niveau d'éclairement.

Les effets négatifs du couvert de macroalgues dans des conditions d'apport d'éléments nutritifs constituent le modulateur primaire des déclins de la zostère dans les lagunes peu profondes (Hauxwell *et al.*, 2006). Des virages dans la composition des espèces peuvent se produire le long du gradient d'eutrophisation. À mesure que la charge en éléments nutritifs augmente, les graminées marines et les macroalgues à croissance lente sont remplacées par des algues nuisibles à croissance rapide, alors que le phytoplancton est le groupe dominant lorsque les taux de charge dans la zone infralittorale (> 2 m) sont élevés. Le taux de survie de la zostère a montré une tendance à la baisse lorsque la biomasse d'algues a augmenté, en particulier à des températures élevées (26 et 30 °C). En général, des taux de charge en éléments nutritifs de ≤ 12 kg N ha^{-1} an^{-1} environ n'ont eu aucun effet majeur sur les herbiers de zostère dans les estuaires de la baie Waquoit, un taux de 30 kg N ha^{-1} an^{-1} environ a mené à une perte importante de plants de zostère (80 à 96 % de la superficie des herbiers) et des taux de ≥ 60 kg N ha^{-1} an^{-1} ont causé leur disparition (Short et Burdick, 1996; van Katwijk *et al.*, 1999; Hauxwell *et al.*, 2003; Hauxwell *et al.*, 2006; Fox *et al.*, 2008).

L'eutrophisation peut entraîner une réduction de la teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau. La région méristématique des feuilles de zostère deviendra rapidement anoxique si la colonne d'eau est anoxique. Cet effet peut être un facteur clé responsable de la disparition rapide de la zostère dans des conditions de faibles teneurs en oxygène (Greve *et al.*, 2003). Dans des expériences de laboratoire menées à 20°°C, des effets négatifs de l'anoxie se sont produits après 12 h (effet négatif sur la photosynthèse) et 24 h (effet négatif sur la croissance des feuilles). Les pousses ont commencé à mourir après 24 h. Les effets négatifs étaient beaucoup plus marqués à des températures élevées, se produisant sur la photosynthèse, la croissance et la survie après quelques heures seulement d'exposition à des conditions anoxiques à 30°°C. Une période de quatre jours consécutifs d'exposition à des conditions anoxiques de l'eau de fond reliées à l'aquaculture dans une lagune du sud de la France a causé la disparition complète des herbiers de zostère au niveau local (Plus *et al.*, 2003). La

reconstitution des herbiers après la période d'anoxie a été relativement rapide (9 mois) grâce à une banque de graines pleine et au taux de survie élevé des semis.

Régime des courants

Les espèces du genre *Zostera* préfèrent des eaux calmes et poussent sur les fonds mous qui peuvent être affouillés par les courants. Il semble que la zostère requiert des courants faisant environ ≥ 16 cm s^{-1} pour la photosynthèse dans des conditions optimales (Koch, 2001). À mesure que la vitesse moyenne du courant augmente, les herbiers de zostère ont tendance à compter une proportion plus faible de semis, des crêtes distinctes peuvent se former sur les bords extérieurs (du côté du courant) de l'herbier, alors que des dépressions creusées par les vagues (creux de déflation) peuvent se produire à l'intérieur de l'herbier et s'y propager, de sorte que l'herbier aura tendance à avoir un relief plus vertical. Dans des conditions d'érosion de haute énergie, les herbiers de zostère peuvent prendre une apparence de « peau de léopard » ou même une forme de beigne ou de U résultant de la taille et du nombre croissants de creux de déflation. Dans des conditions où le courant atteint presque une vitesse maximale pour la zostère, les herbiers se transformeront souvent en de petites touffes elliptiques bombées, parallèles au courant. Le spectre de vitesse maximale des courants pour *Z. marina* se situe entre 120 à 180 cm s^{-1} (Fonseca *et al.*, 1983; Fonseca et Kenworthy, 1987; Koch, 2001). Il semble exister un point de transition abrupt pour *Z. marina* à une vitesse du courant d'environ 25 cm s^{-1}, qui mène à la perte d'environ 50 % de la couverture végétale. Au-dessus de cette vitesse du courant, il est peu probable que la zostère forme des herbiers continus (Fonseca et Bell, 1998).

Les fortes vagues et les débits fluviaux élevés peuvent être la cause d'épisodes d'érosion en hiver et au printemps. Dans les eaux côtières libres, la zostère est assez sensible à l'action des vagues en eaux peu profondes. L'exposition aux vagues peut déterminer la limite supérieure des herbiers de zostère sur le rivage, les herbiers étant limités aux eaux profondes lorsque l'exposition est forte. L'érosion la plus considérable se produit à la marge des herbiers, au moins au début. La partie supérieure du milieu de la zone intertidale (zone de transition) des rivages à forte pente (pente de 2,4 %) connaît les effets de l'érosion les plus marqués, s'approchant d'une exposition de 50 % à certains endroits. Dans ces zones perturbées, la densité des pousses et la hauteur du couvert sont moins élevées, et la floraison se produit plus souvent (Boese et Robbins, 2008).

Dommages physiques ou arrachage

Les graminées marines réagissent de manière différente à des niveaux différents de dommages physiques ou d'arrachage. Les dommages aux rhizomes constituent la plus importante source de préoccupations. Neckles *et al.* (2005) ont établi la preuve d'impacts graves sur les herbiers de *Z. marina* résultant de l'enlèvement d'une partie de la biomasse aérienne et souterraine imputable à la pêche commerciale de la moule bleue (*Mytilus edulis*) à la drague. Les impacts ont persisté jusqu'à sept ans après la fin des activités de pêche. Ces chercheurs ont prédit que la reconstitution des herbiers prendrait environ 10 ans aux sites de pêche intensive à la drague et aux sites moins propices à la croissance de la zostère, 20 ans ou plus. Si une activité physique quelconque perturbe les rhizomes mais qu'ils demeurent essentiellement intacts, les plants peuvent survivre et se rétablir assez bien. Si les plants de zostère sont arrachés, une pleine banque de semences (et la survie des semis après le fait) peut permettre d'assurer la reconstitution d'un herbier en un an. Par contre, si la banque de semences est dégarnie, la reconstitution pourrait prendre plus d'un an car le seul moyen que l'herbier peut se reconstituer est par le biais de la croissance relativement lente des rhizomes à travers les sédiments pour

remplir les trous. En dernier lieu, la dispersion sur de longues distances de matériel végétatif pourrait aider à la recolonisation.

Sommaire des effets des stresseurs sur la zostère

Chacun des cinq stresseurs considérés ci-dessus a le potentiel de porter atteinte aux herbiers de zostère dans des conditions totalement naturelles. Un panache fluvial peut causer le dépôt de sédiments et la turbidité de la colonne d'eau, et les tempêtes saisonnières sont reconnues pour causer l'érosion et la modification de forme des prés de zostère. Toutefois, la tâche du gestionnaire de l'habitat est d'évaluer les situations de DDP de l'habitat dues à l'activité humaine par rapport au contexte de la variabilité et des stresseurs d'origine naturelle. Dans ce contexte, nous pouvons dresser un tableau récapitulatif des réactions d'un pré de zostère au stress produit par les humains au-delà des conditions naturelles (p. ex. apport en éléments nutritifs nettement supérieur aux apports naturels dans une baie). Dans le tableau suivant, une flèche vers le haut signifie « à la hausse » et une flèche vers le bas, « à la baisse »; la flèche horizontale indique l'absence d'effet ou un effet inconcluant.

Stresseur	Réaction d'un herbier de zostère		
	Répartition en touffes	Densité	Superficie continue
Sédimentation ↑	↑	↓	↓
Turbidité ↑	↑	↓	↓ (parties les plus profondes en premiers)
Éléments nutritifs ↑	↑	↓	↓
Régime des courants* ↑	↑	⇔	↓
↓	?	⇔	↓
Dommages physiques ou arrachage ↑	↑	↓	↓

* au-dessus et au-dessous de la vitesse optimale du courant

Mise à l'échelle de l'effet négatif d'un stresseur sur le rôle fonctionnel de la zostère comme habitat du poisson

À mesure qu'un stresseur endommage de plus en plus un herbier de zostère, ce dernier passera du stade de perturbation au stade de détérioration puis au stade de destruction. Les interprétations suivantes de ce qui constitue une détérioration, une perturbation ou une destruction de l'habitat de la zostère et du rôle fonctionnel des herbiers de zostère comme habitat du poisson sont proposées.

1. Aucun effet : L'intégrité de l'herbier de zostère n'est pas compromise. Aucun changement dans sa structure, dans les limites de la variation naturelle, n'est observable. Sa fonction comme habitat du poisson est inchangée ou améliorée.
2. Perturbation : L'herbier de zostère peut récupérer sa structure et son intégrité dans un an. La répartition en touffes a augmenté au point seulement que la recolonisation des parties dénudées, l'accroissement de la densité ou le retour à la taille originale de l'herbier peut se produire dans un an.

3. Détérioration : L'herbier de zostère peut récupérer seulement une partie de sa structure et de son intégrité, et cela prendra plus d'un an. La répartition en touffes est permanente (taille relative des corridors par rapport aux touffes), la densité demeure faible et la taille de l'herbier est réduite pendant plus d'un an.
4. Destruction : L'herbier de zostère ne survivra pas au-delà de la saison, et ne se reconstituera pas sans intervention.

Notre compréhension des réactions fonctionnelles de l'habitat du poisson par rapport à sa capacité de production est limitée (Smokorowski et Pratt, 2006). On pense que le poisson montrera des réactions de seuil soudaines à des modifications de l'habitat; par conséquent, il ne se produira pas forcément un changement perceptible dans une population de poissons tant qu'une perte importante d'habitat n'ait lieu. La plupart des études menées sur la fonction écologique de la zostère comme habitat du poisson mettent l'accent sur des aspects de sa complexité structurelle, comme la densité des pousses, leur biomasse ou la surface foliaire. Les échelles spatiales auxquels ces paramètres de l'habitat deviennent pertinents peuvent être différentes entre les espèces hautement mobiles qui utilisent l'habitat de zostère réparti sur une grande étendue en comparaison d'espèces moins mobiles qui ne s'éloignent pas loin d'une touffe particulière de zostère.

Plusieurs facteurs compliquent la tâche d'établir des seuils de DDP de l'habitat pour la répartition en touffes, la densité et la taille des herbiers de zostère. Les mesures des réactions possibles aux modifications de l'habitat du poisson vont d'indicateurs au niveau de la communauté (c.-à-d. diversité des espèces, composition des espèces) à des indicateurs au niveau de la population (abondance, taille, structure des âges et stades de vie) pour des taxons allant de poissons, de l'endofaune, de l'épifaune, d'invertébrés et d'espèces d'intérêt spécial (espèces faisant l'objet d'une pêche commerciale ou récréative ou espèces en péril) à des interactions au niveau trophique, comme les réseaux trophiques prédateur – proie. Ces diverses mesures pourraient résulter en des seuils de DDP de l'habitat de la zostère différents.

Un autre problème que pose l'interprétation de ces variables selon les conditions de la zostère est qu'il est probable que le paramètre de réaction sera non linéaire. Pour de nombreuses variables, la réaction à un gradient de conditions environnementales concorde à l'hypothèse de la perturbation intermédiaire, selon laquelle la diversité des espèces, par exemple, plus être plus grande à des niveaux intermédiaires de répartition en touffes (qui complexifie l'habitat) que dans un herbier de zostère continu ou dans des conditions de forte fragmentation de l'habitat. L'hypothèse de la perturbation intermédiaire peut expliquer les résultats contradictoires de quelques études, étant donné que les résultats de comparaisons ou d'expériences dépendront de leur position le long de la courbe de réaction.

Les différences dans les résultats des études peuvent aussi être liées à la spécificité de la perception qu'ont les espèces de la répartition en touffes d'un herbier, de sa taille et de la densité des touffes. Les effets de la répartition en touffes sur les organismes varient selon ce que sont les caractéristiques de l'habitat de remplacement de la zostère. Par exemple, la réaction de ceux-ci à une répartition en touffes peut être différente si le substrat entre les touffes de zostère est constitué de sédiments dénudés par opposition à un banc d'huîtres. Les organismes auront une perception spécifique d'espèce de la « qualité » de l'habitat offert par la zostère en comparaison « d'autres » habitats. L'échelle de ce qui est perçu comme une touffe variera aussi selon la taille et le degré de mobilité des organismes. En général, les organismes de petite taille seront plus sensibles à la répartition en touffes que les organismes vagiles de grande taille. Les organismes de petite taille ont aussi tendance à occuper davantage les parties intérieures de la touffe, alors que les organismes de grande taille ont tendance à utiliser les bords de la touffe.

Incertitudes et lacunes dans les connaissances

Très peu d'études portant sur la mesure des caractéristiques des herbiers de zostère comme habitat du poisson et leur variation selon la forme et la structure des herbiers (répartition en touffes, densité des pousses, superficie des herbiers continus) ont été menées, notamment dans le Canada atlantique. La plupart des études publiées ne portent pas sur les espèces constituant la communauté de poissons de cette région et les autres facteurs (p. ex. climat) qui y sont particuliers.

Un grand nombre d'études scientifiques comportant des essais de mesure de « l'intensité » de stresseurs par modification ou contrôle de facteurs comme l'intensité de la lumière, les taux de charge en éléments nutritifs, la vitesse du courant et la profondeur d'enfouissement, ont été réalisées sur des graminées marines. Cependant, très peu de ces études ont aussi comporté des essais de mesure et de vérification des effets de l'enlèvement périodique des excès de sédiments après l'enfouissement (durée), des changements dans la vitesse du courant dans une partie d'un herbier de zostère (ampleur) ou des apports pulsés d'excès d'éléments nutritifs au-dessus d'un herbier de zostère à des moments donnés sur une période d'un an (fréquence).

Notre compréhension souffre aussi d'une vue myope de l'état vierge de l'habitat de zostère. Notre compréhension de la fonction de la zostère comme habitat du poisson repose sur des recherches relativement récentes, datant de seulement quelques décennies. Si la réaction de l'habitat du poisson à des changements dans l'état de la zostère correspond à l'hypothèse de la perturbation intermédiaire, les conclusions qui peuvent alors en être tirées sont conditionnées par l'état de la zostère, qui est probablement, dans la plupart des zones étudiées, déjà dans un état détérioré.

Il faut réaliser d'autres études sur l'utilisation de la structure tridimensionnelle de la zostère par le poisson, en particulier l'importance de la hauteur du couvert (en plus de la densité des pousses) en ce qui concerne les aspects de l'habitat que sont la nourriture et l'abri.

De même, la question de l'échelle a une importance primordiale dans l'évaluation de la zostère comme habitat du poisson. Dans le cas de l'échelle du paysage (c.-à-d. la configuration et la superficie couverte par les herbiers de zostère dans une baie), il n'existe généralement aucune information sur la contribution de la zostère à l'habitat du poisson et encore moins sur les tendances. En outre, le niveau de dommages que la zostère peut subir à l'échelle du paysage tout en demeurant un habitat du poisson fonctionnel demeure très incertain.

Les agresseurs environnementaux se manifestent rarement séparément, mais les données permettant d'évaluer les impacts cumulatifs de stresseurs sur les caractéristiques de la zostère comme habitat du poisson sont rares. Au minimum, les conséquences des stresseurs seraient additives, mais il est probable que l'effet serait non linéaire et plus grand que la somme. Des seuils pour les effets cumulatifs ne peuvent pas être définis.

Nous savons peu de choses sur d'autres aspects de la zostère comme habitat du poisson à l'échelle du paysage (dans une baie), y compris la connectivité de l'habitat, la configuration de l'habitat dans une baie, les corridors entre les herbiers et la dynamique de niveau trophique.

Il est difficile, en raison des lacunes dans les connaissances et des incertitudes, d'assigner aux catégories de DDP de l'habitat des valeurs de seuil pour les stresseurs. Seul le seuil pour la destruction de l'habitat peut être bien défini d'après la littérature (voir l'annexe 1).

CONCLUSIONS ET AVIS

Aux fins de discussion, nous définissons un herbier de zostère à l'échelle du paysage comme ayant une étendue aréale de centaines à des milliers de mètres carrés, alors que la répartition en touffes se produit à une échelle spatiale de dizaines de mètres carrés. Une réduction dans l'étendue aréale des herbiers mène éventuellement au fonctionnement de la zostère comme habitat à l'échelle de touffes plutôt que d'herbiers. La réaction des espèces à la répartition en touffes varie selon leur taille, leur degré de mobilité et leur niveau trophique, quelques espèces tirant parti d'un niveau intermédiaire de répartition en touffes et de l'effet de bordure connexe. Pour certaines espèces, cette réduction dans l'étendue aréale est liée à des pertes d'habitat du poisson.

La répartition en touffes à une échelle de surface de dizaines de mètres est une réaction de stress des herbiers aux stresseurs. Des niveaux élevés de répartition en touffes résultent en une fragmentation de l'habitat du poisson, après quoi des changements profonds dans la fonction d'habitat et la persistance des populations se produisent. Une réduction de la densité des pousses constitue de même une réaction au stress; elle est accompagnée de réductions dans la quantité et la qualité des habitats du poisson, selon la gamme des réactions des espèces de poissons composant la communauté.

Des seuils pour les stresseurs qui modifient le rôle fonctionnel de la zostère comme habitat du poisson, allant d'aucun effet à un cas de DDP de l'habitat, sont proposés. Ils reposent en grande partie sur les résultats d'études scientifiques, mais incluent aussi une importante composante reposant sur l'opinion d'experts. Les niveaux de stress qui donnent lieu au passage du stade de perturbation au stade de détérioration au stade de destruction ne sont pas faciles à définir – les facteurs comme l'ampleur de l'effet du stresseur, la durée du stresseur et ses effets, ainsi que la fréquence, peuvent seulement être évalués au cas par cas. Le fait qu'ils ont été très rarement étudiés dans le Canada atlantique complique davantage la sélection de seuils.

Sédimentation

Le sommaire des seuils relatifs à la sédimentation couvre l'enfouissement des herbiers de zostère, le dépôt de sédiments et la présence de limon sur les feuilles, ainsi que l'exposition des rhizomes (annexe 1). Les effets secondaires de la sédimentation incluent la turbidité de la colonne d'eau.

- Événement ponctuel : Déversement de substances directement sur des herbiers de zostère :
    - Résulte en l'écrasement des plants et l'enfouissement des feuilles, ce qui mène à leur destruction.
    - Pour un événement unique de courte durée (à court terme, moins de 2 mois), l'épaisseur du dépôt ne devrait pas dépasser 5 cm pour prévenir la mortalité.
    - Dépôt de sédiments additionnels sur les rhizomes : la destruction a été observée à une épaisseur de recouvrement des plants de 8 cm, mais aucune étude n'a été menée sur des épaisseurs moindres.
- Nuages soutenus et dépôt de sédiments :
    - De petites quantités de dépôts peuvent aussi causer la DDP de l'habitat par accumulation de limon sur les feuilles (sensibilité à la durée).

- Conséquences cumulatives de la sédimentation à long terme (échelle décennale) :
  - d'après des carottes de sédiments, 0,1 cm par an, n'entraîne pas la destruction des communautés de diatomées associées à la végétation aquatique submergée;
  - d'après des carottes de sédiments, 0,5 cm par an cause la destruction de la végétation aquatique submergée.

Turbidité

Les seuils pour la turbidité incluent des mesures du total des solides en suspension, du pourcentage de lumière en surface, du coefficient d'atténuation de la lumière (K_d m^{-1}) et de la durée de l'obscurité ou de la mise à l'ombrage. La plupart des mesures de ce stresseur évaluent indirectement l'impact de la turbidité sur l'herbier de zostère résultant de la perte de production photosynthétique par les feuilles.

- Aucun effet n'est attendu à des niveaux du total des solides en suspension inférieur à 20 mg/L. Cette valeur dépend beaucoup de la profondeur de l'eau; en eaux peu profondes, elle pourrait être plus élevée, mais en eaux profondes, elle pourrait être démesurée.

Les valeurs du pourcentage de lumière en surface sont forcément approximatives parce que les seuils qu'elles représentent peuvent être confondus par la hauteur des frondes de zostère (la lumière peut atteindre les extrémités des longues frondes mais non leur base), la translocation par les rhizomes de matériel photosynthétique depuis des frondes poussant en eaux peu profondes jusqu'à des frondes poussant en eaux profondes (une « subvention » de lumière) et la photo-acclimatation générale de la zostère à des conditions de rayonnement chroniquement faible. Autrement dit, il n'y a aucun rapport entre les valeurs du pourcentage de lumière en surface et la réaction physiologique de la zostère de l'échelle de la feuille à l'échelle de l'herbier.

- Des effets sont attendus à un niveau de lumière en surface inférieur à 60 % (coefficient d'atténuation de la lumière d'environ 0,5). Ces valeurs du seuil dépendent de la profondeur de l'eau où est situé l'herbier de zostère considéré.
- La destruction de la zostère est attendue à un niveau de lumière en surface inférieur à 35 %.
- Dans des conditions d'hivernage, la zostère a encore besoin de lumière, mais elle survit à des niveaux de lumière moins élevés du fait que son métabolisme est plus lent en raison de la froideur de l'eau.
- Il est peu probable que la zostère survive dans des conditions de mise à l'ombre continue et complète de plus de trois jours.

Les effets du stress exercé sur la zostère par la turbidité doivent aussi prendre en compte l'effet indirect des épiphytes ou du limon sur les frondes, du phytoplancton dans la colonne d'eau et des algues benthiques nuisibles (macroalgues).

Éléments nutritifs

L'apport d'éléments nutritifs dans un herbier de zostère donne lieu à une gamme d'effets secondaires, qui tous lui nuisent progressivement de différentes manières. Plusieurs facteurs peuvent réduire les effets toxiques directs du nitrate ou de l'ammonium sur la zostère. Si les

plants sont nutritionnellement rassasiés avant l'exposition à ces chimiques, l'effet toxique de ceux-ci peut être considérablement réduit. De plus, des facteurs à l'échelle de l'herbier, comme la densité des pousses, peuvent amortir les effets toxiques (Brun *et al.*, 2008; van der Heide *et al.*, 2008).

- La destruction de la zostère se produira à des niveaux de NO_3 – N d^{-1} aussi faibles que 3,5 µM dans la colonne d'eau.
- La perturbation de la zostère se produira à des teneurs de NH_4^+ de 100 µM dans la colonne d'eau.

Les taux de charge constituent une mesure substitutive du stress souvent exercé sur la zostère à grande distance des facteurs qui en fin de compte portent atteinte aux herbiers de zostère. Une grande variation dans les taux de charge ayant un impact sur la zostère a été relevée dans la littérature. Ces taux de charge ne sont que des guides, et ils devraient seulement être utilisés comme outil d'examen pour l'évaluation des estuaires.

- Un taux de charge d'un estuaire de 12 kg N ha^{-1} ou moins par an semble n'avoir aucun effet sur la zostère, mais sa destruction peut se produire à un taux aussi faible que 60 kg N ha^{-1}.
- Le seuil pour assurer la présence de la zostère dans l'estuaire de la baie Great, aux États-Unis, a été fixé à une teneur totale en azote de 0,30 mg/L dans la colonne d'eau (Trowbridge *et al.*, 2009). Cette valeur a été tirée de la modélisation du système estuarien et y est propre, mais elle se compare aux niveaux établis pour les baies de la côte du Massachusetts.
- Les estuaires où le taux de renouvellement de l'eau est faible sont plus vulnérables à une charge en éléments nutritifs.

L'eutrophisation est aussi souvent associée à des teneurs réduites en oxygène dans la colonne d'eau ou l'eau interstitielle. Le stress exercé par de faibles teneurs en oxygène sur la zostère peut être modulé par la température, les concentrations de sulfure d'hydrogène et le partitionnement des teneurs en oxygène entre la colonne d'eau et l'eau interstitielle. La teneur de fond en oxygène dans la colonne d'eau peut aussi atténuer les effets de la toxicité du sulfure d'hydrogène présent dans l'eau interstitielle.

- La zostère peut tolérer seulement 8 heures d'anoxie de la colonne d'eau à 20 °C.
- La destruction se produira après 36 heures ou plus d'anoxie de la colonne d'eau à 20 °C.
- À des températures plus élevées, la tolérance diminue rapidement.

L'eutrophisation a aussi des répercussions nuisibles sur les sédiments où pousse la zostère en entraînant une augmentation des concentrations de NH_4 et des taux de décomposition microbienne, ce qui mène à un accroissement de l'anoxie aux niveaux des rhizomes de la zostère et de la toxicité imputable au sulfure d'hydrogène.

Finalement, si les taux de charge en éléments nutritifs sont élevés au niveau local (p. ex. exutoire d'une usine de transformation du poisson) les algues benthiques prédomineront et étoufferont la zostère. La croissance d'algues benthiques due à l'eutrophisation nuit aussi indirectement à la zostère. Les tapis d'algues denses (algues filamenteuses) peuvent avoir des effets plus néfastes que les tapis d'algues lâches (espèces foliacées). Les algues benthiques nuisibles causent un stress à la zostère par sa mise à l'ombre et son étouffement, ce qui entraîne une réduction de la teneur en oxygène, l'affouillage du fond et la modification de la géochimie.

- La perturbation de la zostère par les algues benthiques se produira à une épaisseur aussi faible que 5 cm.

- La destruction de la zostère par les algues benthiques se produira à une épaisseur de 25 cm ou plus.

Régime des courants

La survie de la zostère (*Z. marina*) semble dépendre d'un courant faible; elle s'érodera complètement si le courant est trop fort. Entre ces deux extrêmes, le régime des courants agit principalement en modulant la forme des herbiers plutôt qu'en causant un stress aux plants. L'effet de sculpture peut accroître la répartition en touffes et réduire la superficie couverte par un herbier. En outre, l'érosion des sédiments et l'exposition des rhizomes peuvent détruire les plants.

- L'exposition des rhizomes à un niveau aussi faible que 25 % des pousses perturbera la zostère.

La vitesse maximale du courant pour *Z. marina* se situe dans un intervalle de 120 à 180 cm s^{-1}, après quoi il semble exister un point de transition abrupte après environ 25 cm s^{-1} menant à une perte de couverture de 50 %. Au-dessus de cette vitesse du courant, il est peu probable que la zostère forme des herbiers continus (Fonseca et Bell, 1998).

La zostère est plutôt sensible à l'action des vagues en eau peu profonde. La limite supérieure de la zostère sur le rivage peut être déterminée par l'exposition aux vagues, une exposition plus forte limitant les herbiers aux eaux profondes.

Dommages physiques ou arrachage

L'arrachage ou l'élimination physique des plants de zostère est un stresseur légèrement différent de ceux discutés ci-dessus. Ce facteur comporte en fait une discussion des taux de reconstitution et l'intégrité des herbiers de zostère étant donné que l'élimination physique constitue en soi une « destruction » selon la terminologie de la DDP de l'habitat.

Les dommages causés aux rhizomes soulèvent les plus fortes préoccupations. Si les rhizomes sont perturbés par une activité physique quelconque mais demeurent essentiellement intacts, les plants peuvent survivre et plutôt bien se rétablir. L'enlèvement d'une partie de la biomasse aérienne et souterraine d'herbier de zostère résultera en de graves impacts sur celui-ci, et sa reconstitution, si elle se produit, peut prendre de nombreuses années et même des décennies et résulte en la perte de sa fonction comme habitat du poisson jusqu'à ce qu'il se soit pleinement reconstitué.

Le taux de reconstitution d'un herbier semble être sous l'impulsion de la croissance de graines par opposition à la croissance végétative, comme suit :

- la reconstitution rapide (mois) modulée par la forte production locale de graines, une réserve de graines viables dans les sédiments, ainsi qu'un bon taux de germination, de croissance et de survie des semis (ce dernier constituant souvent le facteur limitatif car le développement des semis jusqu'au stade de la maturité est loin d'être certain);

- la reconstitution lente (années) modulée principalement par la croissance végétative des rhizomes adjacents ou la recolonisation à partir d'autres populations.

La situation la plus commune est la reconstitution lente, mais dans certains milieux intertidaux, la reconstitution par le biais de graines peut être importante.

Effets cumulatifs de stresseurs multiples

Les stresseurs de manifestent souvent simultanément, et leurs effets cumulatifs peuvent ne pas être simplement additifs. Par exemple, l'eutrophisation est fréquemment liée à la sédimentation et à la turbidité accrue. Dans cette situation, il est probable que la valeur du seuil pour un stresseur donné sera moins élevée lorsque ce dernier se produit en combinaison avec d'autres stresseurs.

Lorsque le taux de photosynthèse diminue à cause de la turbidité, le stress exercé sur un herbier de zostère peut être aggravé par son incapacité de produire suffisamment d'oxygène par le biais de son système lacunaire pour continuer à réoxyder les sulfures présents dans l'eau interstitielle, ce qui mène à l'anoxie de l'eau interstitielle et un excès de sulfures. La détérioration de la qualité de l'eau interstitielle au niveau des rhizomes et des racines d'un plant pourrait mener à une spirale descendante de sa croissance et de sa survie. Dans ces cas, une fois que la *Zostera* a disparu, la géochimie et les propriétés des sédiments peuvent changer, et il est peu probable que l'herbier se reconstituera.

Les herbiers de zostère de faible densité et les herbiers fragmentés à cause d'un stress (apport d'éléments nutritifs, turbidité, perturbation physique) peuvent être plus vulnérables aux variations du régime des courants auxquels de grands herbiers denses contigus pourraient résister.

Si la vitesse des courants diminue, la sédimentation augmente, ce qui nuit à la captation d'éléments nutritifs et à l'échange d'oxygène et, par ricochet, limite la croissance et la survie de la zostère.

Une diminution de la vitesse des courants peut mener à une augmentation de la température de l'eau, ce qui réduit le niveau de tolérance de la zostère à l'anoxie de la colonne d'eau, peut favoriser d'autres espèces d'algues et changer la salinité.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

La zostère étant un producteur primaire, la perte de biomasse de zostère par la formation de touffes de pousses, la réduction de la densité ou encore de la superficie couverte signifient une perte de carbone pour l'écosystème. Le carbone produit par la zostère peut être plus étroitement lié à la production de poissons que le carbone provenant d'algues benthiques nuisibles (à l'origine d'efflorescences phytoplanctoniques). De plus, la zostère produit une plus grande quantité de carbone à long terme qu'une quantité équivalente d'algues benthiques nuisibles.

L'abondance, le taux de croissance et le taux de survie de divers organismes étaient plus élevés dans les habitats constitués par la zostère que dans des habitats non structurés, mais une comparaison entre ces premiers habitats et d'autres habitats structures, comme des bancs d'huîtres, des récifs de galets ou des gisements de macroalgues, a révélé peu de différences significatives (Heck *et al.*, 2003). Autrement dit, la structure d'habitat en soi, et non forcément le type de structure, était importante comme habitat de nourricerie. La zostère constitue cependant une source de nourriture pour les poissons en produisant des épiphytes que ces derniers mangent directement et des détritus, ainsi qu'en abritant une communauté benthique

hautement productive. Aucun des autres habitats (bancs d'huîtres, gisements de macroalgues et récifs de galets) fournissent ces fonctions dans la mesure que la zostère le fait. De plus, la zostère produit de l'oxygène pour éviter l'anoxie dans une plus grande mesure que ces autres habitats; filtre l'eau, ce qui est meilleur à la fin pour les poissons parce qu'elle transporte de la nourriture (matières organiques et phytoplancton) dans l'habitat et l'y maintient; et clarifie l'eau.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion de consultation scientifique régionale du Secrétariat canadien de consultation scientifique de Pêches et Océans Canada tenue les 17 et 18 mars 2011 sur ce qui constitue une détérioration, une destruction ou une perturbation (DDP) de l'habitat de la zostère. Toute autre publication découlant de ce processus sera publiée lorsqu'elle sera disponible sur le calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences du MPO à l'adresse suivante : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm.

Boese, B.L., and Robbins, B.D. 2008. Effects of erosion and macroalgae on intertidal eelgrass (*Zostera marina*) in a northeastern Pacific estuary (USA). Botanica Marina 51: 247-257.

Brun, F.G., Olivé, I., Malta, E.-j., Vergara, J.J., Hernández, I., and Pérez-Lloréns, J.L. 2008. Increased vulnerability of *Zostera noltii* to stress caused by low light and elevated ammonium levels under phosphate deficiency. Mar. Ecol. Prog. Ser. 365: 67-75.

DFO. 2006. Practitioners Guide to the Risk Management Framework for DFO Habitat Management Staff. (2010-08-12) Available online: http://www.dfo-mpo.gc.ca/habitat/role/141/1415/14155/risk-risque/index-eng.asp

DFO. 2009. Does eelgrass (*Zostera marina*) meet the criteria as an ecologically significant species? DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/018.

Eggleston, D.B., Etherington, L.L., and Elis, W.E. 1998. Organism response to habitat patchiness: species and habitat-dependent recruitment of decapod crustaceans. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 223: 111-132.

Fonseca, M.S., and Kenworthy, W.J. 1987. Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. Aquat. Bot. 27: 59-78.

Fonseca, M.S., Zieman, J.C., Thayer, G.W., and Fisher, J.S. 1983. The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. Est. Coastal Shelf Science 17: 367-380.

Fonseca, M.S., and Bell, S.S. 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. Mar. Ecol. Prog. Ser. 171: 109-121.

Fox, S.E., Stieve, E., Valiela, I., Hauxwell, J., and McClelland, J. 2008. Macrophyte abundance in Waquoit Bay: Effects of land-derived nitrogen loads on seasonal and multi-year biomass patterns. Estuaries and Coasts 31: 532-541.

Gotceitas, V., Fraser, S., and Brown, J.A. 1997. Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1306-1319.

Greve, T.M., Borum, J., and Pedersen, O. 2003. Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). Limn. Ocean. 48: 210-216.

Hauxwell, J., Cebrian, J., and Valiela, I. 2003. Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247: 59-73.

Hauxwell, J., Cebrian, J., and Valiela, I. 2006. Light dependence of *Zostera marina* annual growth dynamics in estuaries subject to different degrees of eutrophication. Aquat. Bot. 84: 17-25.

Heck, K. L Jr., Hays, G., and Orth, R.J. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Mar. Ecol. Prog. Ser. 253: 123-136.

Hughes, J.E., Deegan, L.A., Wyda, J.C., Weaver, M.J., and Wright, A. 2002. The effects of eelgrass habitat loss on estuarine fish communities of southern New England. Estuaries 25: 235-249.

Koch, E.W. 2001. Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. Estuaries 24: 1-17.

Mills, K.E., and Fonseca, M.S. 2003. Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. Mar. Ecol. Prog. Ser. 255: 127-134.

Moore, E.C., and Hovel, K.A. 2010. Relative influence of habitat complexity and proximity to patch edges on seagrass epifaunal communities. Oikos 119: 1299-1311.

Moore, K.A., Neckles, H.A., and Orth, R.J. 1996. *Zostera marina* (eelgrass) growth and survival along a gradient of nutrients and turbidity in the lower Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 142: 247-259.

Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., and Kopp, B.S. 2005. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. Mar. Ecol. Prog. Ser. 285: 57-73.

Ochieng, C.A., Short, F.T., and Walker, D.I. 2010. Photosynthetic and morphological responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to a gradient of light conditions. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 382: 117-124.

Plus, M., Deslous-Paoli, J.-M., and Degault, F. 2003. Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonization after anoxia-induced full mortality. Aquat. Bot. 77: 121-134.

Reed, B.J., and Hovel, K.A. 2006. Seagrass habitat disturbance: how loss and fragmentation of eelgrass *Zostera marina* influences epifaunal abundance and divrsity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 326: 133-143.

Short, F.T., and Burdick, D.M. 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. Estuaries 19: 730-739.

Short, F.T., Burdick, D.M., and Kaldy, J.E. III. 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. Limn. Ocean. 40: 740-749.

Short, F.T., and Wyllie-Echeverria, S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environ. Cons. 23: 17-27.

Smokorowski, K.E., and Pratt, E.C. 2006. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2642 iv + 52p.

Transport Canada. 2007. Replacement Class Screening for Water Column Aquaculture in New Brunswick. Report of the Environmental Assessment Agency. Moncton, N.B. 124p. available online : http://www.ceaa.gc.ca/050/document-eng.cfm?document=23640

Trowbridge, P., Burack, T.S., Walls, M.J., and Stewart, H.T. 2009. Numeric Nutrient Criteria for the Great Bay Estuary. New Hampshire Department of Environmental Services R-WD-09-12. (http://www.des.state.nh.us/organization/divisions/water/wmb/wqs/documents/20090610_estuary_criteria.pdf)

van der Heide, T., Smolders, A.J.P., Rijkens, B.G.A., van Nes, E.H., van Katwijk, M.M., and Roelofs, J.G.M. 2008. Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. Oecologia 158: 411-419.

Vandermeulen, H. 2005. Assessing marine habitat sensitivity: A case study with eelgrass (*Zostera marina* L.) and kelps (*Laminaria, Macrocystis*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/032.

Vandermeulen, H. 2009. An Introduction to Eelgrass (*Zostera marina L.*): The Persistent Ecosystem Engineer. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/085.

Vandermeulen, H., Surette, J., and Skinner, M. 2011. Responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to stress. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/095.

van Katwijk, M.M., Schmitz, G.H.W., Gasseling, A.P., and van Avesaath, P.H. 1999. Effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 190: 155-165.

Annexe 1. Seuils possibles pour la définition de « aucun effet », « perturbation », « détérioration » et « destruction » de la zostère comme habitat du poisson pour les stresseurs que sont la sédimentation, la turbidité, les éléments nutritifs et le régime des courants (AD = aucune donnée).

Stresseur	Indicateur	Aucun effet	Perturbation	Détérioration	Destruction	Commentaire
Sédimentation	Profondeur	AD	AD	AD	Dépôt > 5 cm	Seul épisode (durée < 2 mois)
	Profondeur	AD	AD	AD	> 8 cm par an	Recouvrement des rhizomes
	Profondeur	< 0,1 cm/an	AD	AD	> 0,5 cm par an	Long terme
Turbidité	Total des solides en suspension	< 20 mg L^{-1}	AD	AD	AD	Dépendant de la profondeur
	Lumière en surface	> 60 %	AD	AD	< 35 %	Dépendant de la profondeur
	Obscurité	AD	AD	AD	≥ 3 jours	
Éléments nutritifs	Concentration dans la colonne d'eau	AD	AD	AD	Toxicité à ≥ 3 µM NO_3 – N d^{-1}	
	Concentration dans la colonne d'eau	AD	Toxicité à ≥ 100 µM NH_4^+	AD	AD	
	Épaisseur des algues benthiques	AD	≥ 5 à < 10 cm	≥10 cm	≥ 25 cm	
	Taux de charge par aire de surface d'un estuaire	≤ 12 kg N/ha/an	AD	>30 kg N/ha/an	≥ 60 kg N/ha/an	guide de dépistage seulement, seuils variables
	Anoxie	< 8 h	< 12 h	18 to 24 h	≥ 36 h	À 20 °C
Régime des courants	Courant	AD	< 16 cm s^{-1}	AD	> 120 to 180 cm s^{-1}	
	Courant	AD	> 25 cm s^{-1}	AD	AD	Perturbation de la continuité de l'herbier
	Érosion	AD	< 25 % des rhizomes exposés	AD	AD	
	Profondeur d'érosion	AD	≤ 6,5 cm	> 6,5 cm	≥ 15 cm	

POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS

Communiquer avec : Herb Vandermeulen
Pêches et Océans Canada
Bedford Institute of Oceanography
1 Challenger Drive
Dartmouth, N.-É.
B2Y 4A2
Téléphone : 902 426 8202
Télécopieur : 902 426 1506
Courriel : Herb.vandermeulen@dfo-mpo.gc.ca

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Golfe
Pêches et Océans Canada
C.P. 5030
Moncton, N.-B.
E1C 9B6

Téléphone : (506) 851 6253
Télécopieur : (506) 851 2620
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs

ISSN 1919-5109 (Imprimé)
ISSN 1919-5117 (En ligne)
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012

An English version is available upon request at the above address.

LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :

MPO. 2012. Définitions de détérioration, destruction ou perturbation (DDP) de l'habitat de la Zostère (*Zostera Marina*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/058.